

Univerzita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie
Studijní obor: Biologie



Kateřina Matoušková

Biodiverzita zelených střech
Biodiversity of green roofs

Bakalářská práce

Školitel: RNDr. Ondřej Sedláček, Ph.D.

Praha, 2021

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci vypracovala sama a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu. Ráda bych poděkovala svému školiteli za pomoc s prací a své rodině za podporu během celého studia.

V Praze, 6. 5. 2021

Podpis

Abstrakt

Zelené střechy díky své multifunkčnosti nabízí zajímavé řešení mnoha problémů najednou. Na malé ploše přináší výhody lidem i přírodě. Tepelně izolují budovy, zlepšují lokální mikroklima a zmírňují efekt městského tepelného ostrova. Zvyšují kvalitu ovzduší a také pomáhají zadržovat vodu v krajině. V kombinaci se solárními panely a retenčními nádržemi mohou zelené střechy přispívat k modernímu trendu výstavby zelených – udržitelných – budov. Dále mohou sloužit k pěstování plodin a k rekreačním aktivitám. Kromě člověkem sázených rostlin vytváří zelené střechy prostor i pro volně rostoucí rostliny. Divoké rostliny mohou zelené střechy spontánně kolonizovat a tím rozšiřovat svůj areál výskytu. Přítomné rostliny vytváří životní prostor pro mnoho živočichů (především bezobratlých) a poskytují potravu opylovačům. Ptactvu slouží kromě potravních stanovišť i k hnízdění a jako odpočinkové místo během migrace. V této práci byl zhodnocen přínos zelených střech se zaměřením na podporu biodiverzity. V současnosti se však většina vědeckých studií zabývá výhodami zelených střech v souvislosti s ochranou životního prostředí či technickou stránkou realizace střech. Menší část studií zkoumá biodiverzitní funkčnost zelených střech. Mým cílem bylo zjistit, jaké faktory nejvíce ovlivňují biodiverzitu zelených střech a navrhnout ideální řešení střech s co největší podporou biologické rozmanitosti. Provedla jsem analýzu nejčastěji používaných rostlinných druhů na střechách a zabývala se faktory, které ovlivňují jejich prosperitu. Hloubka půdy, heterogenita stanovišť, výška budovy a propojení s okolní zelení se ukázalo být klíčovým faktorem ovlivňující druhovou bohatost rostlin i živočichů. Potvrdilo se, že budování zelených ploch v rámci měst podporuje udržení biodiverzity a růst populací.

Klíčová slova

urbanizace, ochrana biodiverzity, druhová bohatost, zelené střechy, bezobratlí, vegetace

Abstract

Green roofs offer interesting multifunctional solutions to many problems at once. In a small area they bring benefits to people and nature. They thermally insulate buildings, improve the local microclimate and reduce the city's heat island effect. Green roofs improve air quality and also help retain water in the landscape. In combination with solar panels and retention tanks, green roofs can contribute to the modern trend of building green – sustainable – buildings. Green roofs can be used for growing food sources and for relaxation as well. Wild plants can spontaneously colonize green roofs and thereby expand their habitats in cities. The plants create habitats for many animals (especially invertebrates) and provide nectar sources to pollinators. Except food habitats, they offer birds habitat for nesting and resting place during their migration. The aim of this thesis was to evaluate the contribution of green roofs to urban biodiversity. At present, however, most scientific studies deal with the advantages of green roofs in connection with environmental protection or the technical side. A small part of the studies examines the biodiversity of green roofs. My goal was to find out which factors influence a biodiversity of green roofs the most and to design an ideal roofs solution with the greatest possible support for biodiversity. I analyzed the most commonly used plant species on roofs and I dealt with the factors that affect their prosperity. Depth of soil, heterogeneity of habitats, height of the buildings and connectivity with the surrounding greenery were proved to be a key factors influencing the species richness of plants and animals. It has been confirmed that building green spaces within cities support the maintenance of biodiversity and the growth population.

Key words

urbanization, biodiversity conservation, species richness, green roofs, invertebrates, vegetation

OBSAH

| | |
|--|-----------|
| 1. Úvod | 1 |
| 2. Zelené střechy | 2 |
| 2.1. Základní informace | 2 |
| 2.2. Typy zelených střech | 3 |
| 2.2.1. Extenzivní | 3 |
| 2.2.2. Polointenzivní | 4 |
| 2.2.3. Intenzivní | 4 |
| 3. Význam zelených střech ve městech | 6 |
| 3.1. Snižování tepla | 6 |
| 3.2. Zadržování vody | 7 |
| 3.3. Produkce kyslíku | 7 |
| 3.4. Společenské služby | 7 |
| 3.5. Podpora biodiverzity | 8 |
| 4. Porovnání s pozemními stanovišti | 10 |
| 5. Faktory ovlivňující biodiverzitu zelených střech | 15 |
| 5.1. Ostrovni biogeografie | 15 |
| 5.2. Efekt času | 16 |
| 5.3. Vlastnosti střechy | 17 |
| 5.3.1. Konektivita s okolím | 17 |
| 5.3.2. Výška budovy | 20 |
| 5.3.3. Vlastnosti substrátu | 20 |
| 5.3.4. Druhovná pestrost rostlin | 22 |
| 5.3.5. Zastínění | 23 |
| 6. Závěr | 24 |
| 7. Literatura | 26 |

1. Úvod

Zelenou střechou se rozumí taková střecha, která je částečně nebo zcela pokrytá substrátem zeminy a na ní rostoucí vegetací. Jedná se o takzvané modro-zelené architektonické řešení, které se snaží zmírňovat negativní změny na přírodu způsobené lidskou činností. Města včetně navazující sítě dopravní infrastruktury způsobují fragmentaci původní krajiny, což negativně ovlivňuje funkčnost celého ekosystému (Alberti, 2005). S ubýváním přírodních ekosystémů souvisí omezená možnost zadržování vody v krajině, častější sucha a extrémnější výkyvy teplot (Oberndorfer et al., 2007).

Urbanizace, která způsobuje úbytek plochy pro život divokých rostlin a živočichů, je považována za jednu z hlavních příčin způsobující úbytek biodiverzity (McDonald et al., 2008; McKinney, 2006). Oproti roku 1950, kdy žilo ve městech 30 % světové populace, bylo v roce 2014 ve městech již 54 %. Dle studií OSN by do roku 2050 mělo žít ve městech až 66 % obyvatel (Cohen, 2015). Jedná se tedy o neustále rostoucí trend. Z tohoto důvodu lze odvodit, že s rostoucím počtem žijících obyvatel ve městech bude sílit i tlak na výstavbu nových budov což bude pozitivně korelovat se zmenšováním původní přírodní plochy.

Je tedy nanejvýš důležité hledat řešení, která by mohla vést k zachování přírodních ekosystémů a jejich služeb v rámci měst a ochraně biodiverzity. Jedním z řešení je budování zelených střech, které právě tyto problémy pomáhají zmírňovat. Jedna z klíčových výhod zelených střech tkví v tom, že nabízí životní prostor jak pro člověka, tak pro volně rostoucí rostliny a volně žijící živočichy. Využití střešní plochy nabízí velký potenciál. V centru města tvoří plocha střech průměrně 30 % horizontální zastavěné plochy, tedy často mnoho kilometrů čtverečních (Ferguson, 2005). V současné době i přes vzrůstající trend zájmu o realizaci zelených střech, je stále většina budov bez zelené střechy. Tento fakt podporuje smysluplnost a důležitost této literární rešerše. Cílem této práce je provést analýzu dostupných vědeckých studií zabývajících se přínosem zelených střech na biodiverzitu, přesněji řečeno druhovou bohatost volně rostoucích rostlin a volně žijících živočichů, popřípadě výskyt vzácnějších druhů. Zaměřila jsem se na faktory okolí, které mohou ovlivňovat míru kolonizace a konektivitu populací. Zabývala jsem se konkrétními vlastnostmi střech, které přímo ovlivňují přežívání a koexistenci jednotlivých druhů. Stručně zmiňuji i další ekosystémové služby zelených střech ve městech.

2. Zelené střechy

2.1. Základní informace

Před samotným budováním zelené střechy je velmi důležité mít propracovanou strukturu celého projektu. Je tím myšlen nejen ekologický koncept, ale i ten technický. Zelené střechy se mohou stavět v rámci nových budov, popřípadě i na stávající budovy. Pro svou správnou funkčnost se musí zajistit především voděodolnost vegetační vrstvy, aby nedošlo k poškození střešní konstrukce. Dále kořeny rostlin nesmí proniknout skrz danou bariéru a v potaz se musí vzít i celková hmotnost vegetační vrstvy, aby byla v souladu s nosností celé budovy. Zde se musí počítat s hmotností rostlin v dospělosti, plně nasyceným médiem, všemi doplňky a i možným zatížením způsobené pohybem lidí či sněhovou pokrývkou. Hmotnost zelené střechy se tak dle hloubky substrátu a použitého materiálu pohybuje mezi 70 – 700+ kg / m² (Tolderlund, 2010).

Aby bylo možné splnit veškeré požadavky, skládají se zelené střechy z více vrstev. První vrstvou je hydroizolační vrstva, která pomáhá společně s parotěsnou zábranou chránit střechu před nechtěnou vlhkostí a kondenzací par. Na tuto vrstvu navazuje ochranná geotextilní vrstva proti prorůstání kořenů. Správnou funkčnost doplňuje nejsvrchnější vrstva, kterou je drenážní a filtrační vrstva. Účelem drenážní vrstvy je zadržení vody pro rostliny a zároveň odtok nadbytečného množství. Drenážní vrstva je nejčastěji tvořena drceným křemičitým šterkem nebo synteticky vyrobeným alternativním materiálem. Filtrační vrstva může být opět z geotextilie. Chrání předešlé vrstvy proti pronikání malých částic z půdy, které se přirozeně vyplavují při dešti (Baryła, 2019). Nad filtrační vrstvou se nachází již samotný substrát s rostlinami. Ten by měl být ideálně složen ze dvou funkčních vrstev zeminy. Horní organický substrát poskytující živiny rostlinám a pod ním nacházející se anorganický substrát, který slouží především k absorpci vodních srážek a brání odtoku minerálních látek, které by potenciálně mohli kontaminovat své okolí (Wang et al., 2017).

Výše popsaná technologická složitost je jednou z mála nevýhod zelených střech. Svou složitější instalací a nutností použití kvalitních materiálů se zvyšují počáteční náklady na střechu s tím spojené (Gwak et al., 2017). Další možnou nevýhodou je nutná alespoň základní péče během vegetačního období o čerstvě zasazené rostliny. A to především během prvních dvou let, než rostliny řádně zakoření a adaptují se na náročné podmínky na střechách. Na druhou stranu v průběhu let převažují především výhody, které budou zmíněny v následujících kapitolách. Výskyt rostlin na střeše je ovlivňován nejen klimatickými podmínkami dané lokality, ale i typem střechy a technickým řešením, který je zvolen. V následujícím přehledu jsou rozebrány nejčastěji používané

varianty zelených střech a pro vyšší přehlednost jsou jejich vlastnosti uvedené i v Tabulce 1.

2. 2. Typy zelených střech

Zelené střechy se dělí především dle hloubky substrátu. S tím souvisí odlišné možnosti pěstování různých druhů rostlin. S rostoucí hloubkou substrátu se zvyšuje počet druhů, které jsou schopny na dané střeše růst. Zároveň roste počet druhů, které jsou schopny danou oblast kolonizovat (Madre et al., 2014). Mezi nejčastější kolonizační druhy patří rostliny z pěti velkých čeledí – lipnicovité (*Poaceae*), hvězdnicovité (*Asteraceae*), šáchorovité (*Cyperaceae*), bobovité (*Fabaceae*) a pryšcovité (*Euphorbiaceae*). Kolonizace rostlin je přirozeným procesem, který příznivě ovlivňuje druhovou pestrost rostlin a šíření divokých druhů přirozených v dané oblasti. Rostliny se šíří především pomocí větru, ale i semennou bankou přenesenou půdou. Pro úspěšnou kolonizaci je vhodné nechat část půdy neosázenou (Dunnett, 2015). Záleží také na faktoru času, kdy se po dvou letech od založení zelené střechy možnost rostlin úspěšně kolonizovat snižuje. Proces kolonizace rostlin nám také umožňuje pomocí studie genetických markerů zkoumat propojenost jednotlivých zelených ploch v rámci měst (Deng & Jim, 2017). Významnost konektivity na biodiverzitu bude rozebrána podrobněji v samostatné podkapitole stejně tak jako vliv času na biodiverzitu.

2.2.1. Extenzivní

Je charakteristická nízkou vrstvou substrátu, která se pohybuje v rozmezí 5 – 20 cm. Díky nižší vrstvě půdy je tento typ střechy vhodný i pro budovy s omezenou nosností. Hmotnost střešních vrstev a vegetace odpovídá 70 – 150 kg / m² (Oberndorfer et al., 2007). Na druhou stranu nízká vrstva půdy snadno vysychá, rostliny jsou zde vystaveny silnému slunečnímu záření, vysokým teplotám, v případě dešťů přemokření půdy a silným povětrnostním vlivům (MacIvor et al., 2013). Tyto podmínky zvládá jen určitá část rostlin, které se dokázaly těmto stresovým faktorům evolučně přizpůsobit. Jedná se především o sukulentní rostliny, které jsou také na střechách velmi hojně používány. Dominantním druhem jsou rozchodníky (*Sedum* spp.) a netřesky (*Sempervivum* spp.) patřící do čeledi tlusticovitých (*Crassulaceae*). Konkrétně se jedná např. o netřesk skalní (*S. palisander*) a netřesk střešní (*S. tectotum*). Rozchodníky najdeme téměř na každé zelené střeše a to nejen v teplejších oblastech, ale i v těch chladnějších, jelikož snášejí i mrazy (Lönnqvist et al.,

2021). Zároveň jsou díky své přizpůsobivosti vhodným druhem v oblastech s velkou kontinentalitou, která způsobuje velké rozdíly mezi letním a zimním obdobím (Vahdati et al., 2017). Konkrétně se jedná např. o rozchodník bílý (*S. album*), rozchodník ostrý (*S. acre*), rozchodník rozchodníkotvarý (*S. sediforme*), rozchodník šestiřadý (*S. sexangulare*), rozchodník suchomilný (*S. rupestre*), rozchodník pochybný (*S. spurium*) a další. Na střechách se mohou vyskytovat i suchomilné mechy (*Bryophyta*) jako např. *Cratoneuron filicinum* nebo *Syntrichia ruralis*.

2.2.2. Polointenzivní

Jedná se o přechodný typ střechy s vrstvou substrátu nejčastěji okolo 20 cm, díky čemuž zde mohou růst nejen sukulentní rostliny s nízkými nároky na hloubku půdy. Vyskytují se zde i luční trávy (především z čeledi *Poaceae*, *Cyperaceae*) a byliny (z čeledi *Fabaceae*, *Asteraceae*, *Rosaceae*, *Plantaginace* a další): lipnice luční (*Poa pratensis*), ostřice písečná (*Carex arenaria*), kostřava ovčí (*Festuca ovina*), žitňák hřebenitý (*Agropyron cristatum*), mochna stříbrná (*Potentilla argentea*), pampeliška lékařská (*Taraxacum officinale*), jitrocel větší (*Plantago major*), jetel plazivý (*Trifolium repens*). Výše zmíněné druhy jsou zároveň příklady dobře kolonizujících rostlin. Mimo jiné se zde daří rostlinám, které se cíleně pěstují pro svůj užitek, např. rozmarýn lékařský (*Salvia rosmarinus*), máta peprná (*Mentha piperita*), dobromysl obecná (*Origanum vulgare*), pažitka pobřežní (*Allium schoenoprasum*), levandule lékařská (*Lavandula angustifolia*) a další.

2.2.3. Intenzivní

Pro tyto střechy je typická vyšší vrstva substrátu, která dosahuje hloubky v rozmezí 20 cm – v extrému 3 metry. Hlubší půda zmírňuje náročné podmínky v podobě vysychání půdy a teplotních výkyvů, proto zde mohou prosperovat kromě ekologických specialistů i generalisté (Berardi et al., 2014). Díky tomu lze pozorovat na intenzivních střechách větší rostlinou druhovou bohatost (Droz et al., 2021). Mohou se zde tak vyskytovat keře a stromy, které zvyšují atraktivitu zelených střech i pro ptactvo, které zde často i hnízdí. Konkrétně 38% pozorovaných druhů hnízdilo na intenzivních zelených střechách v Singapuru (Wang et al., 2017). Zelené střechy také slouží ptákům jako odpočinkové místo během migrace (Partridge & Clark, 2018).

Kromě rostlin zmíněných u předchozích typů střech zde prosperují i následující byliny, např. hvozdík kartouzek (*Dianthus carthusianorum*), hvězdnice zlatovlásek (*Aster linosyris*), divizna černá

(*Verbascum nigrum*), kosatec střešní (*Iris tectorum*) či kopretina bílá (*Chrysanthemum leucanthemum*) z čeledí *Asteraceae*, *Caryophyllaceae*, *Iridaceae* a *Scrophulariaceae*. Mezi používané dřeviny, které mají odpovídající nároky mělkého kořenového aparátu patří: jalovec obecný (*Juniperus communis*), tis červený (*Taxus baccata*), borovice kleč (*Pinus mugo*), javor platanolistý (*Acer platanoides*) nebo různé ozdobně kvetoucí ovocné stromy. Takto pestrá vegetace vytváří více životního prostoru pro mnoho živočichů a zvyšují tím celkovou biodiverzitu. V podstatě jedinou nevýhodou je vyšší pořizovací cena a hmotnost, která dosahuje 290 – 1000 kg/ m² (Oberndorfer et al., 2007).



Obr. 1 – Porovnání zelených střech - význam rostoucí hloubky půdy na biologickou diverzitu. Zleva doprava: extenzivní, polointenzivní a intenzivní zelená střecha (Raji et al., 2015).

Tabulka 1 – Přehled základních typů zelených střech a jejich vlastností (Oberndorfer et al., 2007)

| Parametry | Extenzivní | Polointenzivní | Intenzivní |
|---------------------------------|------------|----------------|---------------------|
| vrstva substrátu (cm) | 5 – 20 | 10 – 25 | >25 |
| hmotnost (kg / m ²) | 70 - 150 | 120 - 350 | > 350 |
| rostliny | sukulenty | trávy, byliny | trávy, keře, stromy |
| náročnost údržby | nízká | střední | vyšší |
| cena (Kč / 1m ²) | 500 - 700 | 700 - 1000 | 1200 + |

3. Význam zelených střech ve městech

3.1. Snižování tepla

Jedním z nejzávažnějších problémů, kterým v posledních letech lidstvo čelí, je zvyšování průměrné teploty a vlny veder, které narůstají na intenzitě i frekvenci. Kromě vlivu na přírodní ekosystémy byl prokázán negativní vliv zvyšujících se teplot na lidské zdraví, především u starších lidí (Patz et al., 2005). Velmi citelně je období veder znát právě ve městech. V letních měsících rozpálené silnice a budovy akumulují přes den teplo, které se v noci uvolňuje. Ve městech tak nedochází k přirozenému ochlazování, jako je tomu na okraji měst, vesnicích či volné krajině. Tomuto jevu se říká efekt městského tepelného ostrova (Rowe & Getter, 2006). Zelené střechy a především ty porostlé bujnou vegetací pomáhají snižovat lokální teplotu. V letních měsících může vystoupat teplota klasické střechy přes 70°C, oproti tomu zelené střechy dosahují průměrně 30°C, viz Obrázek 2. Ochlazení je způsobeno především evapotranspirací. Jedná se o fyzikální děj, při kterém se spojí odpar vody z půdy (evaporace) a z vegetace (transpirace). Největší evapotranspiraci vykazovaly intenzivní zelené střechy, které mají největší mocnost půdy a biomasu rostlin (Silva et al., 2016). Je však nutné, aby byla střecha z co největší plochy zarostlá vegetací, neboť samotná půda není v ochlazování tak účinná (Hien et al., 2007).



Obr. 2. Porovnání teplot na klasické a zelené střechě v Chicagu. Na části s vegetací dosáhla teplota střechy na 74 °F = 22 °C a na betonové části 151°F = 66 °C. Rozdíl činí tedy 44°C (Daley et al., 2008).

3.2. Zadržování vody

Dalším přínosem pro celý ekosystém je schopnost zelených střech zadržovat vodu. Vegetace je přirozeně zasazená ve vrstvě substrátu, který dokáže zadržet určité množství vody v krajině a tím aspoň částečně nahrazuje půdu, která zde původně byla před vystavěním dané budovy. V případě propojení s retenční nádrží se zvyšuje schopnost střechy a potažmo celé budovy zlepšovat vodní hospodaření. Nejideálnější řešením jsou tzv. zelené budovy, které nejen že sbírají dešťovou vodu do retenčních nádrží, ale pak ji i dále využívají, např. jako vodu spotřební (Cheng, 2003). Nejznatelněji se projevují výhody zelených střech během přívalových dešťů, kdy dokážou zadržet při počáteční nízké vlhkosti půdy dešťovou vodu o objemu 2 - 79 mm již při hloubce půdy 10 cm (Hilten et al., 2008).

3.3. Produkce kyslíku

Další výhodou zelených střech je produkce kyslíku (Kuronuma et al., 2018) a absorpce oxidu uhličitého z atmosféry. Schopnost rostlin na zelených střechách snižovat množství oxidu uhličitého z atmosféry zkoumala skupina vědců z Hongkongu (Li et al., 2010). Ve svém pokusu měřili hodnoty oxidu uhličitého na klasické střeše, na kterou pouze přidali box s rostlinami o rozměrech 4 x 4 m. Jedna oblast sběru dat se nacházela uprostřed boxu s rostlinami a druhá se nacházela na betonové části střechy pouze 2 metry od rostlin. Největší zaznamenaný rozdíl v koncentraci CO₂ v ovzduší během jednoho dne činil 9 %. Tento výsledek byl naměřen za bezvětrného dne, jelikož rozptýl CO₂ závisí na intenzitě větru – čím silnější vítr, tím je rozdíl mezi měřenými oblastmi zanedbatelnější. Průměrné hodnoty proto dosahovaly zhruba 2 %. Mimo jiné jsou zelené střechy schopny zachytávat poletavé částice prachu a tím také zlepšovat ovzduší ve městech (Speak et al., 2012).

3.4. Společenské služby

Kromě výhod pro přírodu a životní prostředí nabízí zelené střechy mnoho výhod i pro jejich majitele. Jako hlavní výhodou je tepelná izolace budov, která přináší uživatelské a ekonomické benefity. Přes letní období majitelé ušetří za energii spotřebovanou klimatizací, jelikož zelená střecha je schopná tepelná absorpce. Rozdíl je velmi výrazný. Bylo empiricky změřeno, že zelené střechy snižují o 25 % spotřebu energie na ochlazení místnosti v bytové jednotce přímo pod střechou (Saiz et al., 2006). Tím se znatelně zlepšuje mikroklima nejen v samotné budově, ale i

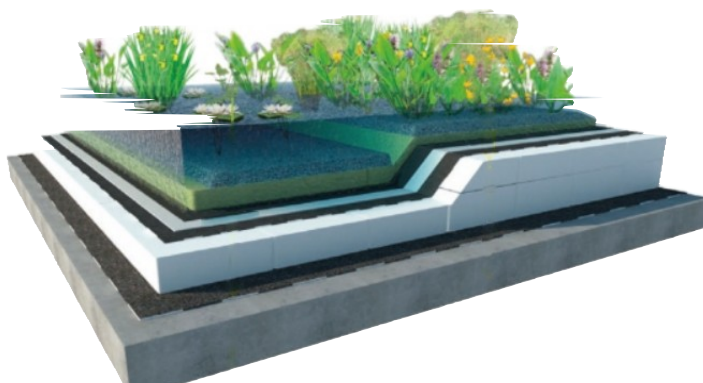
v jejím okolí. Jedná se tedy o prokazatelně účinný způsob, jak snižovat již výše zmiňovaný efekt městského tepelného ostrova a zároveň snížit spotřebu energie. Další výhodou zelených střech je, pokud se technicky správně provede její instalace, že se prodlouží životnost samotné střechy a také snižují hluk (Dunnett and Kingsbury, 2004 podle Oberndorfer et al., 2007). Dále zelené střechy nabízí prostor k relaxačním aktivitám. Např. kancelářské budovy využívají tyto prostory k odpočinkovým zónám nebo kuřárnám. Nákupní centra zde mívají restaurace, kavárny či dětské koutky. V rámci zelených střech vznikají také komunitní zahrady s možností pěstování vlastních plodin. Kromě výše zmíněných výhod přináší zelené střechy i psychologické či sociologické benefity - zezeň uklidňuje, zmírňuje stres a navozuje pocit štěstí (Barton, 2009; Han & Kim, 2019).

3.5. Podpora biodiverzity

Kromě výše zmíněných přínosů nejen pro člověka, ale i celý ekosystém hrají zelené střechy důležitou roli i v podpoře biodiverzity. Biodiverzita – neboli biologická rozmanitost se nejčastěji měří jako počet různých druhů na daném území. S pestřejším druhovým složením se zároveň zvyšuje odolnost celého společenstva (Swingland, 2013). Jak již bylo zmíněno v úvodu, biodiverzita v poslední době klesá. Velkou roli v tom hraje urbanizace a lidská činnost (McDonald et al., 2008). Jedním z řešení podporujícím růst biodiverzity a navracejícím přírodu do měst, představuje právě budování biodiverzitních zelených střech.

Biodiverzitní zelené střechy se od ostatních zelených střech odlišují především v druhové bohatosti rostlin – snahou nevytvářet monokultury rozchodníků (*Sedum* spp.). Toho lze nejnázat docílit zvýšením hloubky substrátu, zasazením hojného počtu druhů a také např. sázením rostlin s různou periodou kvetení. Zvýšením hloubky substrátu však může být z důvodu většího zatížení pro některé budovy nevhodné. Zajímavým řešením je v tomto případě tvorba co nejvíce heterogenního prostředí. Toho lze docílit přidáním různých přírodních prvků náhodně rozmístěných po celé střeše. Ideální je napodobení habitatů, které jsou v blízkém okolí zelené střechy. Může se jednat o kameny či kamenný štěrk, písčité duny, staré větve či pařezy, suché listí, ptačí budky nebo např. hmyzí domky (Lundholm & Heim, 2020), názorná ukázka viz Obrázek 8. Dále je vhodné vytvořit prostor umožňující zachytit dešťovou vodu, čímž se může vytvořit jezírko. Vodní plocha zlepšuje lokální mikroklima a nabízí habitat i pro vlhkomilnější rostliny viz Obrázek 3 a 4. Přičemž v případě delšího období sucha, by bylo vhodné, kdyby bylo možné jezírko doplnit vodou (ideálně z retenční nádrže). Propojení zelených střech a mokřadních prvků zároveň zlepšuje zadržování vody

v krajině a tím podporuje udržitelné vodní hospodářství (Knapp et al., 2019). Důležitost vodní plochy v souvislosti s biodiverzitou podporuje i práce (Zedler & Kercher, 2005), podle které vodní ekosystémy na souši velmi silně podporují biodiverzitu. Druhovou diverzitu ovlivňuje také zastínění, plocha střechy, procento zakrytí vegetací, výška budovy, zeleň v okolí a další faktory, které budou podrobněji rozebrány v kapitole č. 5.



Obr. 3 - Ilustrace střešního jezírka ukazující, že i na střeše může být vodní plocha, dokonce s heterogenní hloubkou. V levé části jezírka je hlubší oblast pro vyložení vodní rostliny a živočichy. Vpravo se nachází mokřadní část, která může při suchu vysychat a vytvářet tak odlišné ekologické podmínky oproti hlubší části. (ISOVER, 2018)



Obr. 4 – Druhová pestrost rostlin na polointenzivní zelené střeše – celou střechou je kaskádovitě vedena prohlubeň s vodním tokem pro vytvoření rozmanitějšího prostředí (ZinCo).

4. Porovnání s pozemními stanovišti

Analýzou rozdílných podmínek na zelených střechách a pozemních stanovištích v jejich okolí se zabývalo poměrně málo vědeckých prací, přestože porozumění této problematiky nám nabízí lepší pochopení provázanosti těchto lokalit. Jedna z prvních a kvalitně zpracovaných studií je od kanadských vědců z města Halifax v Novém Skotsku (MacIvor & Lundholm, 2011). Předkládá podrobný popis jednotlivých skupin hmyzu, které vědci zachytili v rámci jejich pozorování 5 zelených intenzivních střech a 5 stanovišť na zemi (otevřené zatravněné prostranství, ojediněle s keři či stromy, např. nádvoří domu). Jednotlivé střechy a pozemní stanoviště byly od sebe vzdáleny max. 50 m, jejich plocha i míra slunečního záření byla srovnatelná. Vědci se zajímali především o to, jak se bude lišit celkový počet jedinců, druhů a zda zelené střechy nabízí funkční stanoviště pro hmyz. Odchyt hmyzu probíhal od května do října roku 2009 pomocí speciálních pastí - zobrazeno na Obrázku 5. Jednotlivé pasti byly vybírány každých 10 dní a hmyz byl po identifikaci následně vypuštěn. Všechny zkoumané lokality byly vystaveny přímému celodennímu slunečnému záření a pouze s občasným zastíněním z okolí. Zelené střechy byly intenzivního charakteru, což znamená, že průměrná hloubka substrátu byla nad 30 cm. Vědci si vybrali střechy, jejichž stáří se pohybovalo mezi 8 – 35 lety, díky čemuž měly dané ekosystémy za sebou již několik vegetačních sezon a nehrozilo zde riziko zkreslených výsledků z důvodu rané sukcese. Zahrnuli sem střechy jednak z okraje města, tak i z jeho úplného centra. Rozmezí výšek budov bylo 6 – 12m. Výsledky jejich práce ukázaly, že větší počet odchycených jednotlivců i druhů byl na stanovišti na zemi, ačkoliv rozdíl nebyl nijak výrazný, viz Tabulka 2. Prokázala se pozitivní korelace výskytu stejných druhů v rámci sousedících lokalit. To vede k závěru, že zelené střechy nabízejí rozšíření areálu výskytu druhů vyskytujících se na zemi a že jsou se svým okolím funkčně propojené.

Ve prospěch zelených střech hraje fakt, že oproti pozemním stanovištím byly pozorované střechy bez přístupu lidí. Daný střešní ekosystém nebyl tak lidskou činností narušován. Možnou nevýhodou a pro některé druhy zásadní nevýhodou může být fakt, že oproti pozemnímu stanovišti panují na střechách náročnější klimatické podmínky. Navzdory tomu byl celkový počet rostlinných druhů na zelených střechách 1,22x vyšší než na zemi (109 vs. 89 druhů). Mezi dominantní druhy patřily: psineček výběžkatý (*Agrostis stolonifera*), máchelka pampelišková (*Leontodon taraxacoides*), jitrocel větší (*Plantago major*), pryskyřník plazivý (*Ranunculus repens*) a pampeliška lékařská (*Taraxacum officinale*).

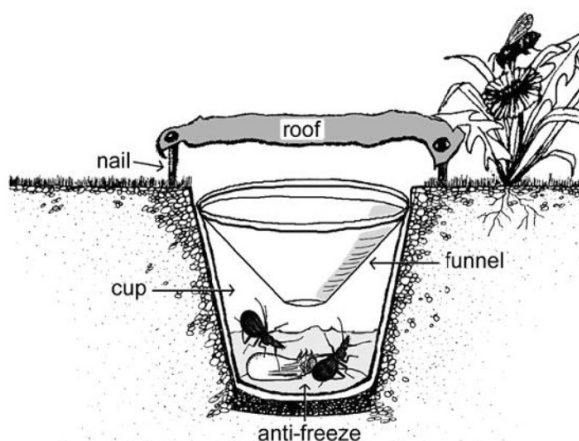
Zajímavou pozorovanou hmyzí skupinou byli mravenci z čeledi *Formicidae*. Pro mravence je typické, že mají širokou ekologickou niku a jsou schopni velké míry adaptace. Proto byli schopni

osídlit i lokality v samotném centru města, kde se nedařilo ostatním hmyzím druhům. Čím hojnější byl počet ostatních hmyzích druhů na daném místě, tím nižší byl celkový počet mravenců. Jedinci rodu *Camponotus* preferovali pozemní stanoviště, oproti tomu jedinci rodu *Formica* obývali převážně střechy. Druhovú pestrost i celková četnost hmyzu byla sice větší na pozemních stanovištích, nicméně jedna skupina hmyzu výrazně upřednostňovala zelené střechy. Jednalo se o zástupce čeledi křískovití (*Cicadellidae*), kteří společně s plošticemi spadají do řádu polokřídílí (*Hemiptera*). Jedná se o jedince živící se především sáním rostlinných šťáv. Na zelených střechách bylo zaznamenáno 539 jedinců a na zemi téměř dvakrát méně – 293 jedinců. Nejčastěji vyskytujícím se druhem jak na střechách, tak na zemi byl brouk z čeledi mandelinkovití - dřebčík bronzový (*Chaetocnema concinna*). Jedná se o polyfágní druh – generalistu - konzumující rostlinu truskavec ptačí (*Polygonum aviculare*), která se hojně vyskytovala na všech stanovištích. Výhradně na střechách byly odchyceny drabčík *Xantholinus linearis* (pouze 2 jedinci), nosatec *Hypera mele* a střevlík *Harpalus affinis*. Oproti tomu jen na pozemním stanovišti se vyskytoval kovařík *Dalopius vagus*, nosatec *Barypeithes pellucidus* a střevlík *Pterostichus melanarius*. Nejčastější druhy na jednotlivých lokalitách jsou uvedeny v Tabulce 3.

Je zajímavostí, že na střechách vědci objevili druhy, kteří se do té doby na území daného města nevyskytovali nebo jen raritně. Mezi ně patří: světluška *Phosphaenus hemipterus* (neznámým způsobem importována z Evropy), nosatec *Otiorhynchus porcatus* a maločlenec *Atomaria wollastoni*, který byl odchycen jen na jedné střeše v počtu 4 kusů. Tento fakt přispívá k důležitosti zelených střech, i co se týče podpory výskytu vzácných druhů, což zmiňují i další práce (Mills & Rott, 2020; Williams et al., 2014). Zelené střechy podporují výskyt nejenom vzácných druhů hmyzu, ale i ptáků. Např. v Hongkongu byl pozorován vzácný kakadu žlutolící (*Cacatua sulphurea*), dále pro tuto oblast raritnější budníček pruhohlavý (*Phylloscopus inornatus*), špaček černokrký (*Gracupica nigricollis*) slavík sibiřský (*Luscinia sibilans*) nebo bramborníček africký (*Saxicola torquatus*) (Deng & Jim, 2017). Při pozorování ptáků navštěvujících intenzivní zelené střechy v Singapuru, bylo 23 % zaznamenaných druhů raritních pro danou oblast (Wang et al., 2017).

Další práce zabývající se rozdíly mezi stanovišti na zemi a na střeše byla provedena ve švýcarském Curychu (Braaker et al., 2014). Zkoumala rozdíl mezi 40 zelenými střechami a 40 pozemními stanovišti. Období sběru dat probíhalo květen – září. Pro svůj experiment si výzkumníci vybrali 4 skupiny hmyzu s odlišnými ekologickými nároky - včelovití (*Apidae*), nosatcovití (*Curculionidae*), pavouci (*Araneae*) a střevlíkovití (*Carabidae*). Střevlíci a pavouci zastupovali druhy

s omezenější schopností mobility, oproti létavým včelám a nosatcům. Během 11 týdnů (květen – září) vědci odchytili 8676 střevlíků patřící do 72 druhů (39 % na střeše), 26 070 pavouků ze 163 druhů (45 % na střeše), 5157 nosatců patřící do 118 druhů (26 % na střeše) a 8181 včel ze 126 druhů (58 % na střeše). Výsledky jsou pro větší přehlednost uvedeny i v Tabulce 4.



Obr. 5 – Metoda odchytu hmyzu na zelených střechách i pozemních stanovištích pomocí pasti „Pitfall trap“, do které hmyz spadne a nemůže ven (MacIvor & Lundholm, 2011).

Tabulka 2 – Porovnání hmyzích společenstev na 5ti zelených střechách a 5ti okolních pozemních stanovištích ve městě Halifax v Novém Skotsku (MacIvor & Lundholm, 2011).

| | Zelené střechy | Pozemní stanoviště |
|------------------------|-----------------------|---------------------------|
| počet jedinců | 12 136 | 13 800 |
| počet druhů | 253 | 294 |
| počet unikátních druhů | 65 | 90 |
| počet čeledí | 73 | 78 |

Tabulka 3 – Přehled nejčastěji odchycených druhů hmyzu na 5ti zelených střechách a na 5ti okolních pozemních stanovištích ve městě Halifax v Novém Skotsku (MacIvor & Lundholm, 2011).

| Zelené střechy | Pozemní vegetativní stanoviště |
|---------------------------------------|---------------------------------------|
| dřepčík <i>Chaetocnema concinna</i> | dřepčík <i>Chaetocnema concinna</i> |
| drabčík <i>Philonthus carbonarius</i> | nosatec <i>Barypeithes pellucidus</i> |
| listohlod <i>Phyllobius oblongus</i> | drabčík <i>Tachinus addendus</i> |
| drabčík <i>Tachinus addendus</i> | drabčík <i>Philonthus carbonarius</i> |
| drabčík <i>Xantholinus linearis</i> | dřepčík <i>Longitarsus luridus</i> |

Tabulka 4 – Počet odchycených druhů a procento výskytu 4 skupin hmyzu na zelených střechách v Curychu - včelovití (*Apidae*), nosatcovití (*Curculionidae*), pavouci (*Araneae*) a střevlíkovití (*Carabidae*). Nejvíce mobilní skupina *Apidae* se na zelených střechách vyskytovala nejhojněji (Braaker et al., 2014).

| | Počet odchycených jedinců | Počet druhů | Počet druhů na střeše (%) |
|-----------------------------|---------------------------|-------------|---------------------------|
| <i>Curculionidae</i> | 5157 | 118 | 26 |
| <i>Carabidae</i> | 8676 | 72 | 39 |
| <i>Aranea</i> | 26 070 | 163 | 45 |
| <i>Apidae</i> | 8181 | 126 | 58 |

Navazující studie pod vedením stejné autorky (Braaker et al., 2017) opět zkoumala, jaké rozdílné faktory ovlivňují výskyt bezobratlých na zelených střechách v porovnání se stanovišti na zemi. V této studii se více zaměřili na popis jednotlivých ekologických nároků jednotlivých druhů. Dále na zjištění kolik druhů se vyskytuje výlučně na zelené střeše, výlučně na pozemním stanovišti a které druhy na obou lokalitách. Pracovali opět se stejnou skupinou hmyzu - *Apidae*, *Curculionidae*, *Aranea* a *Carabidae*. Porovnávaly 40 extenzivních střech a 40 vyznačených zelených

ploch na úrovni země v Curychu. Jejich pozorování probíhalo během období květen – červen a srpen – září. Bylo odchyceno 48 086 jedinců - na zelených střechách 21 240 jedinců a na stanovištích na úrovni země 26 846. Celkový počet druhů byl 480. Nejhojněji odchycenou skupinou byli pavouci. Celkem se jednalo o 163 druhů pavouků, z čehož 34 bylo výlučně na zelených střechách, 46 výlučně na zemi a na obou lokalitách se vyskytovalo 83 druhů. Naopak nejméně početnou skupinou byli střevlíci. Těch bylo odchyceno celkově pouze 72 druhů a jen 5 z nich obývalo výlučně střechy, 27 druhů vyhledávalo pouze pozemní stanoviště a 40 preferovalo kombinaci obou lokalit. Ačkoliv se více druhů vyskytovalo oproti zeleným střechám výlučně na zemi, funkční diverzita pozemních stanovišť se ukázala být srovnatelná. Obecným trendem tedy je, že nejvíce druhů osidluje zelené střechy a pozemní stanoviště současně. Což je důkazem propojenosti těchto lokalit. Výsledky výskytu všech skupin hmyzu jsou uvedeny v Tabulce 5.

Tabulka 5 – Počet druhů odchycených v Curychu výlučně na zelených střechách, pozemních stanovištích a druhy vyskytují se na obou typech lokalit. Nejvíce druhů se vyskytovalo právě na kombinaci obou stanovišť (Braaker et al., 2017).

| | Počet druhů | | | |
|------------------------------|-----------------------------|---------------------------------|-------------------------------------|--------|
| | Pouze na zelených střechách | Pouze na pozemních stanovištích | Zelené střechy + pozemní stanoviště | Celkem |
| <i>Carabidae</i> | 5 | 27 | 40 | 72 |
| <i>Curculionoidea</i> | 18 | 37 | 63 | 118 |
| <i>Apidae</i> | 11 | 49 | 67 | 127 |
| <i>Aranea</i> | 34 | 46 | 83 | 163 |
| Celkem | 68 | 159 | 253 | 480 |

Nejdůležitějším faktorem se ukázala být konektivita s okolím a celková pestrost rostlin. Naopak mocnost půdy a výška budovy neměla takový vliv, jaký vědci očekávali. Je zde však ještě jeden důležitý faktor a to celkový počet druhů rostlin, který pozitivně koreloval s výskytem všech pozorovaných hmyzích skupin kromě pavouků. Běhají pavouci, kteří svou oběť loví a potřebují tak velké lovecké okrsky dobře propojené s okolní vegetací, preferovali pozemní stanoviště. Oproti

tomu pavouci, kteří se nechávají unášet vzdušnými proudy a vyznačují se svou schopností kolonizovat nové lokality i v raném stadiu sukcese, prosperovali více na zelených střechách. Dále se ukázalo, že se sociální včely oproti solitérním druhům vyskytovaly více na střechách. Výhodou pro ně může být schopnost jejich vzájemné komunikace, která jim usnadňuje orientaci v prostoru a mohou tak obývat i střechy (Hofmann & Renner, 2018).

Z výsledků těchto studií je patrné, že ačkoliv zelené střechy a pozemní stanoviště nabízí odlišné podmínky, vzájemně se doplňují a zvyšují tak druhovou celkovou pestrost dané oblasti. Důležitým výstupem je zjištění, že v bezprostřední blízkosti zelených střech a pozemního stanoviště byli odchyceni podobné či stejné druhy. Tento objev podporuje pozitivní přínos zelených střech na populace živočichů, kterým zelené střechy umožňují rozšíření jejich oblasti výskytu. Výše zmíněné faktory ovlivňující biodiverzitu budou rozebrány podrobněji v následující kapitole.

5. Faktory ovlivňující biodiverzitu

5.1. Ostrovní biogeografie

Zelené střechy díky svým unikátním vlastnostem nabízí možnost studia ostrovní biogeografie. Z důvodu vertikální a horizontální separace představují *de facto* (polo)přírodní ostrovy obklopené uměle vytvořenými strukturami. Teorie ostrovní geografie (MacArthur and Wilson, 1963) popisuje rovnovážný stav druhového bohatství ostrovního společenstva udržovaný kolonizací a extinkcí. V rané fázi vzniku ostrova dosahuje imigrace maximálních hodnot, s postupem času však klesá – počet druhů, které mohou přimigrovat z okolního species poolu se postupně snižuje. Naopak s postupujícím časem roste extinkce – postupně přibývá druhů, které na ostrově (střeše) nepřežijí. Ať už z důvodu náhodných jevů, absence dostatečného množství zdrojů nebo populačně genetických důvodů. Oba tyto přirozené jevy udržují dynamiku populací v rovnováze. Omezená schopnost migrace některých druhů způsobuje menší druhovou bohatost na izolovaných plochách. V případě pravých ostrovů jsou to druhy, které mají problém s překonáním vodní plochy, tedy nejsou schopni na ostrov doplatat či doletět. V případě zelených střech je to spíše neschopnost pronikat urbánním prostředím (tzv. urban avoiders) nebo nejsou schopni se dostat přímo na střechu (např. pozemní savci, nelétavý hmyz apod.). V této souvislosti hraje klíčovou roli v bohatosti druhů vzdálenost od pevniny (v případě zelené střechy vzdálenost od jiného přírodního ekosystému). Dalším důležitým faktorem ovlivňující prosperitu společenstev představuje velikost plochy ostrova. Rozsáhlejší plochy totiž umožňují vznik větších a stabilnějších populací, které jsou

méně náchylné na různé disturbance a s tím související extinkcí oproti menším populacím. Větší plochy rovněž zpravidla poskytují širší škálu heterogenních stanovišť, a tedy umožňují koexistenci většího počtu druhů, což podporuje biologickou diverzitu (Storch, 2019). Pozitivní korelaci mezi velikostí plochy a počtem jednotlivých druhů zmiňuje také většina studií (Ksiazek-Mikenas et al., 2018; Matthies et al., 2017; Braaker et al., 2014).

5.2. Efekt času

Čas hraje ve vývoji ekosystémů významnou roli. S postupujícím časem se mění podmínky prostředí, kterým se organismy přizpůsobují. Zároveň se mění dynamika společenstev, která podobně jako většina biologických procesů spěje k rovnováze. Založením zelené střechy vytváříme úplně nový ekosystém, který je zejména v prvních letech silně ovlivněn (zpravidla sekundární) sukcesí. Sukcesí rozumíme vývoj a změny společenstev ekosystému v čase (Chang & Turner, 2019). Tyto změny ve společenstvech mohou nastat přirozeným vývojem přítomných rostlin, které mohou časem zastíňovat sousední rostliny nebo vyčerpat živiny z půdy. Některé rostliny tyto změny nezvládnou. Nicméně do této oblasti mohou kolonizovat a prosperovat zde jiné druhy, kterým naopak tyto odlišné ekologické podmínky vyhovují. Tyto změny nastávají do doby, než je dosaženo klimaxového společenstva. Klimax je finálním stadiem sukcese. Vzniká v místech, která byla osídlena druhy nejlépe adaptovanými pro danou oblast. Toto společenstvo je zpravidla stabilní (White, 1979 podle Whittaker, 1953). Stabilita společenstva může být narušena disturbancemi, které změní obvyklé podmínky ekosystému a mohou tak vrátit sukcesi do prvotní fáze. Takovou disturbance může být např. úder blesku, požár, vichřice či zásah člověkem. V případě zelených střech se může jednat např. o použití hnojiva, vytrhání plevelovitých rostlin nebo „přeorání“ substrátu. Disturbance podporují biologickou rozmanitost, jelikož dávají prostor pro růstu méně dominantních druhů, které byly dříve utlačovány (Clair et al., 2016).

Otázkou vlivu času ovlivňují druhovou bohatost rostlin a členovců na extenzivních střechách se zabývala práce německých vědců (Ksiazek-Mikenas et al., 2018), kteří zkoumali celkem 13 zelených střech v Berlíně a Neubrandenburgu. Hloubka substrátu se pohybovala mezi 5,8 – 11,4 cm s průměrnou výškou vzrostlých rostlin 15 cm. Většina střech byla starší 10 let od své realizace, nejstarší dokonce 93 let. Jednalo se tedy o vhodné lokality k pozorování vlivu času na druhovou bohatost vyskytujících se druhů. Z jejich měření, které u většiny střech probíhalo po dobu více jak 10 let, se korelace mezi stářím střechy a druhovou pestrostí rostlin neprokázala. Potvrdilo se však

očekávání, že s postupujícím časem roste plocha zarostlá rostlinami, přičemž v průběhu prvního roku je kolonizace a šíření semen rostlin nejintenzivnější. Pozitivně na rozrůstání vegetace v čase reagovali pozorovaní členovci, jednalo se o včely (*Insecta, Hymenoptera, Apoidea*), brouky (*Insecta, Coleoptera*), mravence (*Insecta, Hymenoptera, Formicidae*) a pavouky (*Arachnida, Araneae*). Včely nejvíce ovlivňovalo stáří lokality a druhová bohatost rostlin. Prokázal se též pozitivní vliv zelených ploch v okolí 1 km na výskyt včel na dané střeše. Pro pavouky byla nejdůležitější velikost areálu a druhová pestrost rostlin. Druhová pestrost rostlin hrála klíčovou roli také pro brouky. Pro mravence to byla kvalita a hloubka půdy. Jednotlivé faktory jsou detailněji probrány v dalších podkapitolách.

5.3. Vlastnosti střechy

Vzhledem k unikátnímu charakteru každé střechy nelze přesně stanovit, jaké faktory obecně zvyšují biodiverzitu. Proto se většina vědeckých prací zabývá studiem zelených střech na lokální úrovni (Blank et al., 2017). Nicméně pro větší přehlednost a porozumění daným souvislostem lze rozdělit tyto faktory do tří kategorií: regionální, okolní a lokální. Mezi regionální patří především klimatické podmínky - průměrná teplota, povětrnostní vlivy, úhrn srážek, nadmořská výška a celkově geografické vlastnosti dané oblasti. Okolní faktory - procento zeleně vs. procento zastavěných oblastí v nejbližším okolí budovy, blízkost vodních zdrojů, vzájemná konektivita zelených ploch, zastínění ze sousedních budov či stromů apod. Lokální faktory ovlivňující biodiverzitu tvoří vlastnosti samotné střechy: rozloha střechy a procento zakrytí vegetací, stáří střechy po realizaci, výška budovy, hloubka a typ substrátu, druhová pestrost rostlin a jejich celková početnost, přítomnost vodního zdroje či heterogenita prostředí. V rámci své literární rešerše jsem se zaměřila především na okolní a lokální vlivy, které jsou podrobněji rozebrány níže.

5.3.1. Konektivita s okolím

Z důvodu výše zmíněné izolace zelených střech od okolních přírodních lokalit, je pro podporu druhové diverzity důležité napojení na okolní krajinu. Málo mobilní organismy, jako nelétavý hmyz a savci či plži, nemají často vůbec možnost osídlit ekosystém zelených střech. To sice nečiní problém mobilnějším organismům (např. ptákům, létajícímu hmyzu), avšak pokud není střecha dostatečně propojena s okolními ekosystémy, mnoho druhů stejně preferuje ekosystémy na zemi (Braaker et al., 2017). Proto se v poslední době uvažuje o důležitosti zelených koridorů v rámci městské krajiny. Pokud chceme zvýšit druhovou bohatost ve městech, nelze se zaměřit pouze na

zelené střechy. Je nutné se na celou problematiku podívat z vyšší perspektivy a zabývat se propojením jednotlivých zelených ploch. Městská zelená infrastruktura zahrnující stromy, aleje, parky, zahrady, hřbitovy, lesy, zelené fasády a střechy, mokřady i břehy řek totiž společně podporují zachování a prosperitu jednotlivých druhů a tím i biodiverzitu urbanizovaných oblastí (Crocì et al., 2008). Přínos zelených koridorů v rámci měst a jejich předměstí prokázala např. francouzská skupina vědců (Vergnes et al., 2013). Zabývali se vlivem ekologických koridorů na populace rejskovitých (*Soricidae*), přičemž 43 % všech pozorovaných druhů preferovalo lokality propojené koridory.

Skupina švýcarských vědců (Kyrö et al., 2018) se zabývala otázkou, jestli mají větší význam na biodiverzitu lokální či okolní (regionální) faktory. Tuto studii prováděli ve městě Basilej. Jedná se o město s největší plochu zelených střech na obyvatele na světě. Tak velkého počtu zelených střech dosáhli díky své politické a vědecké aktivitě. Výstavba zelených střech je zde městem finančně podporována již od roku 1996 (Kazmierczak & Carter, 2010) a od roku 2006 je zde i kladen důraz na podporu biodiverzity (Brenneisen, 2006). Z tohoto důvodu se jedná o město, kde se zelené střechy často studují. Vědci došli k závěru, že v případě měst podobných Basileji, kde je velké procento zelených střech, hrají větší roli lokální faktory (hloubka půdy, vegetace, rozloha střechy apod.). Oproti tomu ve městech, kde je menší procento zelených střech, je klíčovým faktorem konektivita s okolní zelení a její dostatečné množství v blízkém okolí.

Význam konektivity na populace hmyzu studovala také další švýcarská skupina vědců (Braaker et al., 2014; Braaker et al., 2017). Sledovaly tyto faktory: lokální (stáří vegetace, velikost areálu, druhová pestrost rostlin a celkové množství rostlin), okolní (typ krajiny v okruhu 100 – 400 m od místa sběru vzorků: komerční budovy, parky, lesy, stromořadí, zahrady a jiná zeleň, konektivitu, heterogenitu a prostorovou pestrost krajiny). Jako nejdůležitějším faktorem, který zvyšoval druhovou diverzitu, se ukázalo být právě napojení na okolní krajinu. Zelené střechy v blízkosti parku či jiné vegetační plochy vykazovaly vyšší druhovou pestrost než střechy uprostřed města bez zeleně okolo. Vlastnosti okolí nejvíce ovlivňovalo včely, které se omezeně vyskytovaly v oblastech s menším procentem zeleně v blízkém okolí. Zároveň byla prokázána pozitivní korelace mezi nižší mobilitou a důležitostí konektivity s okolím, avšak ne v takové míře, jak se předpokládalo. Možným vysvětlením je skutečnost, že méně pohybliví jedinci po úspěšné kolonizaci nemají tendence migrovat na jiná stanoviště, a proto konektivita s okolím pro ně překvapivě nehrála tak velkou roli. Druhým vysvětlením může být fakt, že druhy, které prosperují v městské krajině, již prošli environmentálním filtrem. Tento filtr vedl k tomu, že ve městech jsou obecně druhy více

přizpůsobivé a mobilní (Crocì et al., 2008). Mezi další faktory ovlivňující nelétavé jedince byla interakce mezi druhy i jednotlivými jedinci stejného druhu a environmentální faktory. Oproti tomu mobilnější druhy více ovlivňují disperzní procesy jako emigrace a imigrace. Jelikož jsou schopné aktivního letu a ke své potravě potřebují najít dostatek vhodných a rozkvetlých rostlin, migrují mezi jednotlivými stanovišti na denní bázi. Proto pro jedince takových druhů hraje konektivita s okolím a celkový počet kvetoucích rostlin největší roli. V rámci slabě propojených střech se jako kompetičně nejsilnějším druhem ukázaly být polyfágní nosatci jakožto generalisté vykazující lepší schopnost kompetice s oligofágními či monofágními druhy.

Ke zvýšení konektivity v rámci měst by také mohly sloužit zelené fasády. Jedná se o zdi / fasády, které jsou obdobně jako zelené střechy pokryté vegetační vrstvou. Rostliny se mohou pnout od země nebo jsou na zeď připevněny „truhlíky“ se zasazenými rostlinami (Francis & Lorimer, 2011). Jako obecně platnou hypotézou se předpokládá, že zelené fasády pozitivně ovlivňují konektivitu v rámci městské krajiny, avšak je zde poměrně málo empiricky změřených dat, které by tuto teorii potvrzovaly v praxi (Mayrand & Clergeau, 2018). Je to především z důvodu malého množství realizovaných fasád a na ně navazujících zelených střech či jiných zelených stanovišť. Možný způsob využití fasád k zlepšení konektivity v rámci města znázorňuje Obrázek 6.



Obr. 6 – Navržení 3D schématu zelených koridorů zlepšující konektivitu v rámci měst - šipka naznačuje možné funkční propojení zahrad, parků, zelených fasád a střech pro šíření rostlin a živočichů (Mayrand & Clergeau, 2018).

5.3.2. Výška budovy

Z důvodu výše zmíněného efektu ostrovní separace je výška dané budovy jedním z klíčových faktorů ovlivňující výskyt druhů na střechách. Touto problematikou se zabývala např. studie britských vědců (Mills & Rott, 2020), kteří porovnávali početnost a druhovou bohatost hmyzu (především brouků - *Coleoptera*) na střechách o výšce v rozmezí 2 – 12,5 m. Celkem odchytili 687 jednotlivých brouků z 22 čeledí. 71,76% čeledí tvořili drabčíkovití (*Staphylinidae*), konkrétně nejhojnějším jedincem byl druh *Quedius livicollis*. Jenom čtyři druhy brouků se vyskytovaly na všech střechách. Měření ukázalo srovnatelný výskyt brouků na střechách do 10 m. Oproti tomu na nejvýše položené střeše ve 12,5 m se vyskytovalo téměř 20x méně druhů než na střeše s největším počtem brouků ve výšce 7,5 m, viz Tabulka 6. Negativní korelaci mezi výškou budovy a počtem vyskytujících se živočichů představuje i studie prováděna na ptácích v Singapuru. Při pozorování bylo zaznamenáno nejvíce ptáků do výšky budovy 50 m, poté početnost klesala (Wang et al., 2017).

Tabulka 6 – Vliv výšky budovy na početnost hmyzu pozorovaného na zelené střeše v Brightonu.

V prvním řádku je výška budovy v metrech a v druhém řádku počet odchycených jedinců (v jednotkách ks). Lze vidět bod zlomu při přechodu mezi 10 – 12,5 metrů (Mills & Rott, 2020).

| výška budovy (m) | 2,5 | 5,0 | 7,5 | 10,0 | 12,5 |
|----------------------------------|------------|------------|------------|-------------|-------------|
| počet odchycených jedinců | 171 | 156 | 198 | 152 | 10 |

5.3.3. Vlastnosti substrátu

Hloubka substrátu hraje klíčovou roli v druhové diverzitě rostlin. Čím hlubší půda, tím narůstá počet druhů rostlin, které jsou zde schopny prosperovat (Madre et al., 2014). Tím poskytují rostliny hojnější prostředí i opylovačům a dalším živočichům. Např. čmeláci (*Hymenoptera, Apidae*) se vyskytovali 4 x častěji na střechách s hloubkou půdy 30 cm oproti 10 cm hloubce substrátu (Dusza et al., 2020). Doporučeným minimem i pro nenáročné rozchodníky (*Sedum* spp.) je hloubka půdy o mocnosti 7 cm, která již umožňuje relativně dobré zadržování vody (Getter & Rowe, 2008). Kromě hloubky je klíčové i složení substrátu. Ideálním řešením by se mohlo jevit použití přírodní půdy, která je typická pro danou oblast, kde se budova se zelenou střechou vyskytuje. Je pravdou, že přírodní půda vykazovala vyšší výskyt kolonizujících rostlin. Umělá půda naopak více podporuje

růst zasazených rostlin, jelikož je složení vytvořené přesně pro náročné podmínky panující na střeších. Uměle vytvořená půda totiž bývá zpravidla doplněna minerálními složkami, které příznivě ovlivňují růst rostlin. Jedná se především o dusík, který je pro rostliny jedním z limitujících prvků (Vitousek & Howarth, 1991). Při porovnání přírodní půdy a umělého substrátu byla početnost rostlin cca 2 x vyšší na umělém substrátu než na přírodním (Dusza et al., 2020).

Mnoho se však neví o tom, jak moc ovlivňuje diverzitu rostlin a živočichů výšková heterogenita půdy. Práce kanadských vědců (Heim & Lundholm, 2014) se zabývala otázkou, zda heterogenní rozložení půdy v rámci jedné střechy pozitivně ovlivní schopnost koexistence druhů s odlišnými ekologickými nároky oproti homogennímu rozložení. Tím by se potencionálně mohla zvýšit druhová bohatost rostlin, s kterou souvisí i diverzita živočichů. Pro svůj experiment si vědci vybrali dva druhy, které se vyznačují kontrastní odpovědí na hloubku substrátu. Jednalo se o rozchodník ostrý (*Sedum acre*) a kostřavu červenou (*Festuca rubra*). *S. acre* je sukulentní rostlinou, která snáší dobře stres způsobený vysycháním a vyšší teplotou. Vyskytuje se proto často v mělkých a sušších půdách extenzivních střeš. Oproti tomu *F. rubra* preferuje hlubší vrstvu půdy, avšak je velmi přizpůsobivá co se týče jejího složení. *F. rubra* byl vybrán také proto, že se jedná o druh patřící do čeledi lipnicovité (*Poaceae*), které jsou po sukulentních rostlinách nejhojněji používány v rámci zelených střeš. K pokusu připravili celkem 24 boxů o rozměrech 61 x 61 cm. 3/4 boxů tvořily homogenní stanoviště s hloubkou 5, 10 a 15 cm. 1/4 boxů byla heterogenní s průměrnou hloubkou 10 cm. Hlavní pozornost byla zaměřena na rozdíly mezi 10 cm homogenní vrstvou a heterogenní 5/15 cm, protože obě varianty měly stejnou průměrnou hloubku, hmotnost a objem substrátu. Okrajové varianty (5 a 15 cm) byly brány spíše pro kontrolu. Data byla sbírána během června – září, každý měsíc. Znatelné rozdíly se prokázaly až po dvou letech pozorování. Ukázalo se, že heterogenní rozložení půdy nemělo přílišný efekt oproti homogennímu. Obě varianty vykazovaly srovnatelné pokrytí rostlinami, které bylo 1,5 x větší než v boxech s 5 cm. V mělké půdě dle předpokladu dominoval *S. acre*. Očekávání splnil i 15 cm boxy, kde dominoval *F. rubra*. Přínos heterogenního uspořádání půdy na populace rostlin se zde v tomto pokusu tedy neprokázal.

5.3.4. Druhová pestrost rostlin

Vliv rostlin na biodiverzitu a celkovou funkčnost ekosystému je zásadní. Na předchozí stránce byla zmíněna důležitost hloubky substrátu. V této podkapitole zmiňuji vliv druhové bohatosti rostlin na diverzitu vyskytujícího se hmyzu. Např. studie porovnávající rozdíly mezi extenzivními a intenzivními střechami, zjistila největší početnost hmyzu na intenzivních zelených střechách. Po vyhodnocení všech proměnných se ukázala být právě vegetace stěžejním faktorem (Madre et al., 2013). Další studie porovnávala pro jaké druhy hraje větší roli druhová pestrost a pro jaké množství kvetoucích rostlin. Konkrétně pro nosatce a pavouky je klíčová druhová pestrost rostlin, zatímco pro včely hlavně celkové množství kvetoucích rostlin (Braaker et al., 2017).

Vědci se zajímali i o rozdíly mezi plochami s dominancí jednoho druhu a plochami s pestrou druhovou skladbou rostlin. Monokultura – skládající se z 25 rostlin z jednoho druhu, vykazovala větší kvetoucí plochu než mix rostlin (25 rostlin - 5 jedinců x 5 druhů). Vysvětlením by mohlo být, že v případě rozličných druhů vydávaly jednotlivé rostliny více energie na kompetici o zdroje. Oproti tomu monokultury jednoho druhu nemusely mezi sebou soupeřit a mohly více energie věnovat do reprodukčního chování - kvetení. Monokultury zároveň podporovaly výskyt užšího spektra opylovačů. Oproti tomu oblasti s druhovou pestrostí rostlin vykazovaly rovnoměrnější zastoupení jednotlivých druhů hmyzu. Konkrétně v této studii bylo pozorováno 6 skupin hmyzu: 3 z nadčeledi včelovití (*Apidae*): čmeláci (*Bombus*), včely medonosné (*Apis mellifera*) a zbylé divoké druhy z čeledi včelovití (*Apidae*); brouci (*Coleoptera*), motýly (*Lepidoptera*) a pestřenky (*Syrphidae*). Na monokulturách se vyskytovalo 5 x více jedinců než na oblastech s více druhy rostlin (Dusza et al., 2020). Autoři navrhuje jako ideální řešení kombinaci oblastí s jedním druhem rostlin a s mixem rostlinných druhů, pokud možno v hloubce min. 30 cm.

Pouze včelami se zabývala skupina vědců z Vídně (Kratschmer et al., 2018). Na devíti zelených střechách pozorovali jejich výskyt v období březen – září. Celkem zaznamenali 1470 jedinců včely domácí (*Apis mellifera*) a dále 992 včel z 90 druhů patřící do 19 rodů. Výsledky jejich práce souhlasí s další studií, že počet rostlinných druhů a celkové množství kvetoucích rostlin je nejdůležitějším faktorem pro výskyt včel na zelených střechách. Dále to bylo procento zeleně v okolí a heterogenní půdní složení. I u jiné skupiny opylovačů – motýlů (*Lepidoptera*) došli vědci ke stejným závěrům důležitosti dostatečného množství rostlinných druhů poskytujících nektar a pestrosti rostlinných druhů (Nagase et al., 2018).

5.3.5. Zastínění

Další možností jak zvyšovat heterogenitu prostředí a tím podporovat biodiverzitu, je využití stínu. Zastíněné oblasti nabízejí příznivější lokální klima, jelikož je zde v důsledku nižší frekvence slunečního záření nižší teplota (Getter et al., 2009). Dále se předpokládá, že zastíněné oblasti pomaleji vysychají, nicméně podle (Bollman et al., 2021) to činilo jen nepatrný rozdíl oproti nezastíněným oblastem.

Stín může být buď přirozený – tvořený okolními stromy či budovami nebo může být i umělý např. v podobě fotovoltaických článků na samotné střeše viz. Obrázek 7. Kombinace solárních panelů a zelených střech má velký potenciál, který je umožněn díky vzájemné pozitivní interakci. Solární panely na zelených střechách mohou efektivněji fungovat a to díky vlastnosti zelených střech snižovat teplotu ve svém okolí, díky čemuž se solární články tolik nepřehřívají. Zároveň je kombinací solárních panelů a vegetace umožněno zvýšení poměru plocha/slужby. Je zde však potřeba rozsáhlejších studií zabývajících se touto problematikou, jelikož je zde i několik výzev – např. technické provedení celého projektu či efektivnost v průběhu více ročních období (Shafique et al., 2020). Kombinací fotovoltaických střech společně se zelenými se zabývala i práce britských vědců (Nash et al., 2016), kteří zkoumali střechu olympijského parku v Londýně. Vědci zaznamenali pozitivní efekt zastínění solárními panely na populaci rostlin především v období léta, které během pozorování v roce 2013 ovlivnila neobvykle silná vlna veder a sucha. V zastíněných částech střechy bylo větší procento rostlin, které právě díky stínu přečkaly toto nepříznivé období. Co se týče bezobratlých, pozitivní efekt se příliš nepotvrdil. Naopak včely a celkově blanokřídlí hmyz se v okolí solárních panelů vyskytoval méně. S tím souhlasí i studie (Schindler et al., 2018), podle které se také ukázal spíše negativní vliv solárních panelů na hmyz.

Další prací, která se zabývala přínosem stínu (tentokrát přirozeného z okolních budov či stromů) na diverzitu rostlin a živočichů je studie kanadských vědců (Lundholm & Heim, 2020). Předpokládalo se, že přidáním stinných ploch se vytvoří více lokálních proměnných, které by mohli zvyšovat biodiverzitu. Jejich předpoklad se naplnil. Již při půldenním zastínění se vyskytovalo 2,95 x více druhů v porovnání s plochou vystavenou celý den slunečnímu záření. Díky tomu mohou stinná místa nabízet pestřejší abiotické podmínky nejen rostlinám, ale i některým bezobratlým živočichům. Z výsledků výše zmíněných prací je zřejmé, že biodiverzitu rostlin a živočichů nejvíce podporuje přítomnost přirozených / přírodních stinných prvků než solárních panelů.

6. Závěr

Výsledky této práce vedou k závěru, že budování zelených střech skutečně pozitivně ovlivňuje biodiverzitu a funkčnost ekosystémů. Z důvodu propojení více funkcí dohromady jsou zelené střechy ideálním řešením přinášející výhody jak člověku, tak živočichům i rostlinám. Lidem zvětšují životní prostor, poskytují tepelnou izolaci budov a zlepšují ovzduší ve městech (Li et al., 2010; Speak et al., 2012). V kombinaci se solárními panely a retenční nádrží na dešťovou vodu, mohou zelené střechy přispívat k modernímu trendu budování zelených – udržitelných – budov (Hien et al., 2007; Hilten et al., 2008; Shafique et al., 2020).

Rostlinám umožňují šíření semen a kolonizaci. Bezobratlým živočichům a ptákům nabízí životní prostor a zároveň migrujícím jedincům poskytují místo k odpočinku (Deng & Jim, 2017). K plnění biodiverzitní funkce je však důležité správné provedení a splnění určitých požadavků. Z důvodů odlišných regionálních podmínek v rámci celého světa nelze navrhnout jeden nejideálnější vzor zelené střechy. Nicméně většina prací se shoduje na následujících doporučení zlepšující lokální podmínky pro jednotlivé druhy rostlin i živočichů.

Ukázalo se, že nejvíce ovlivňuje biodiverzitu hloubka substrátu, která by měla ideálně být vyšší jak 30 cm. S rostoucí hloubkou substrátu totiž roste počet druhů rostlin, které jsou schopny náročné střešní podmínky zvládnout a s tím souvisí i počet živočichů obývajících zelené střechy (Madre et al., 2014). Při budování nových budov s plánovanou zelenou střechou by bylo ideální dosažení výšky budovy do 10 m pro podporu širší škály druhů. S rostoucí výškou budovy totiž klesá biodiverzita z důvodu horší kolonizace střechy. Celková plocha střechy porostlé vegetací by měla mít ideálně minimálně 1000 m² (Wang et al., 2017). Vhodné je také sázení keřů či stromků, které zvyšují životní prostor a nabízí např. ptákům možnost k hnízdění. Limitujícím faktorem zde však může být nosnost budovy. Menší hmotnosti dosahují extenzivní zelené střechy, které ale v důsledku nízké vrstvy substrátu nabízejí omezené možnosti pro výskyt rostlin i živočichů. Vhodným řešením tohoto problému je přidání heterogenních prvků v podobě dříví, suchého listí, štěrku, budek pro ptactvo, hmyzích hotelů či půdní prohlubně umožňující zachycení dešťové vody vytvářející tak jezírko (Lundholm & Heim, 2020). Tyto prvky přináší rozmanitý prostor vhodný pro větší množství druhů než u střech bez těchto heterogenních úprav. Další možností, jak zvýšit druhovou bohatost, je zastínění části střechy, jelikož ve stínu je nižší lokální teplota a během letního období se zmenšuje rychlost vysychání půdy (Getter et al., 2009). Stín může být umělý (solární panely) nebo přirozený (z okolních budov, stromů či dřevěných prvků v rámci střechy). V neposlední řadě je vhodné zvyšovat celkové množství zeleně ve městech, díky čemuž se mohou dané přírodní

plochy lépe propojit. Propojení by mělo nastat i mezi ekology, politiky, architekty a obyvateli měst, aby se zvyšovala realizace a efektivita zelených střech (Brenneisen, 2006). Tato literární rešerše může sloužit jako praktický návod při realizaci zelených střech podporující biodiverzitu a také jako základ pro mou navazující diplomovou práci.



Obr. 7 – Kombinace solárních panelů a zelených extenzivních střech přináší vzájemné výhody. Vegetace snižuje okolní teplotu a solární panely poskytují rostlinám stín (ZinCo).



Obr. 8 – Biodiverzitní polointenzivní zelená střecha s heterogenními prvky (pestré druhové složení rostlin, různorodé složení půdy, dřevěné struktury atd.). K úplné dokonalosti zde chybí jen jezírko, pár stromků a ptačí budka či hmyzí hotel (ZinCo).

7. Literatura

- Alberti, M. (2005). The effects of urban patterns on ecosystem function. *International Regional Science Review*, 28(2), 168–192. <https://doi.org/10.1177/0160017605275160>
- Barton, H. (2009). Land use planning and health and well-being. *Land Use Policy*, 26(Suppl. 1). <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.008>
- Baryła, A. M. (2019). Role of drainage layer on green roofs in limiting the runoff of rainwater from urbanized areas. *Journal of Water and Land Development*, 41(1), 12–18. <https://doi.org/10.2478/jwld-2019-0022>
- Berardi, U., GhaffarianHoseini, A. H., & GhaffarianHoseini, A. (2014). State-of-the-art analysis of the environmental benefits of green roofs. *Applied Energy*, 115, 411–428. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.10.047>
- Blank, L., Vasl, A., Schindler, B. Y., Kadas, G. J., & Blaustein, L. (2017). Horizontal and vertical island biogeography of arthropods on green roofs: a review. *Urban Ecosystems*, 20(4), 911–917. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0639-9>
- Bollman, M. A., DeSantis, G. E., Waschmann, R. S., & Mayer, P. M. (2021). Effects of shading and composition on green roof media temperature and moisture. *Journal of Environmental Management*, 281(January), 111882. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111882>
- Braaker, S., Ghazoul, J., Obrist, M. K., & Moretti, M. (2014). Habitat connectivity shapes urban arthropod communities: the key role of green roofs. *Ecology*, 95(4), 1010–1021. <https://doi.org/10.1890/13-0705.1>
- Braaker, S., Obrist, M. K., Ghazoul, J., & Moretti, M. (2017). Habitat connectivity and local conditions shape taxonomic and functional diversity of arthropods on green roofs. *Journal of Animal Ecology*, 86(3), 521–531. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12648>
- Brenneisen, S. (2006). Space for urban wildlife : designing green roofs as habitats in Switzerland. *Urban Habitats*, 4(1), 27–36.
- Chang, C. C., & Turner, B. L. (2019). Ecological succession in a changing world. *Journal of Ecology*, 107(2), 503–509. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13132>
- Cheng, C. L. (2003). Evaluating water conservation measures for Green Building in Taiwan. *Building and Environment*, 38(2), 369–379. [https://doi.org/10.1016/S0360-1323\(02\)00062-8](https://doi.org/10.1016/S0360-1323(02)00062-8)
- Clair, S. B. S., O'Connor, R., Gill, R., & McMillan, B. (2016). Biotic resistance and disturbance: Rodent consumers regulate post-fire plant invasions and increase plant community diversity. *Ecology*, 97(7), 1700–1711. <https://doi.org/10.1111/ecy.2016.97.issue-7>
- Cohen, B. (2015). Urbanization , City Growth , and the New United Nations Development Agenda role in achieving the least cost path to a sustainable. *Cornerstone: The Official Journal of the Coal Industry*, 3(2), 1–72. www.cornerstonemag.net
- Croci, S., Butet, A., Georges, A., Aguejdad, R., & Clergeau, P. (2008). Small urban woodlands as biodiversity conservation hot-spot: A multi-taxon approach. *Landscape Ecology*, 23(10), 1171–1186. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9257-0>
- Daley, R. M., Johnston, S. A., Simmons, A., Alberding, E., Berkshire, M., Bernstein, S., Brown, T. H., Gade, M., Gerwing, B., Greenbaum, K., Hewings, G., Hobbs, K., Howes, H., Lanyon, R. (2008). *Chicago climate action plan. Our city. Our future.* <https://www.chicago.gov/city/en/progs/env/climateaction.html>
- Deng, H., & Jim, C. Y. (2017). Spontaneous plant colonization and bird visits of tropical extensive green roof. *Urban Ecosystems*, 20(2), 337–352. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0596-3>
- Droz, A. G., Coffman, R. R., & Blackwood, C. B. (2021). Plant diversity on green roofs in the wild: Testing practitioner and ecological predictions in three midwestern (USA) cities. *Urban*

- Forestry and Urban Greening*, 60, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127079>
- Dunnett, N. (2015). Ruderal Green Roofs. In R. Sutton (Ed.), *Green roofs ecosystem* (pp. 241–255). Springer.
- Dunnett N. and Kingsbury N. (2004). *Planting green roofs and living walls*. Timber Press.
- Dusza, Y., Kraepiel, Y., Abbadie, L., Barot, S., Carmignac, D., Dajoz, I., Gendreau, E., Lata, J. C., Meriguet, J., Motard, E., & Raynaud, X. (2020). Plant-pollinator interactions on green roofs are mediated by substrate characteristics and plant community composition. *Acta Oecologica*, 105(March), 103559. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103559>
- Ferguson, B. K. (2005). Why make pavements porous? The Magnitude of pavements and roofs in America. In *Porous pavements* (1., p. 2). CRC Press, Taylor & Francis.
- Francis, R. A., & Lorimer, J. (2011). Urban reconciliation ecology: The potential of living roofs and walls. *Journal of Environmental Management*, 92(6), 1429–1437. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.01.012>
- Getter, K. L., Bradley Rowe, D., & Cregg, B. M. (2009). Solar radiation intensity influences extensive green roof plant communities. *Urban Forestry and Urban Greening*, 8(4), 269–281. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2009.06.005>
- Getter, K. L., & Rowe, D. B. (2008). Media depth influences Sedum green roof establishment. *Urban Ecosystems*, 11(4), 361–372. <https://doi.org/10.1007/s11252-008-0052-0>
- Gwak, J. H., Lee, B. K., Lee, W. K., & Sohn, S. Y. (2017). Optimal location selection for the installation of urban green roofs considering honeybee habitats along with socio-economic and environmental effects. *Journal of Environmental Management*, 189, 125–133. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.022>
- Han, M. J. N., & Kim, M. J. (2019). Green environments and happiness level in housing areas toward a sustainable life. *Sustainability (Switzerland)*, 11(17). <https://doi.org/10.3390/su11174768>
- Heim, A., & Lundholm, J. (2014). The effects of substrate depth heterogeneity on plant species coexistence on an extensive green roof. *Ecological Engineering*, 68, 184–188. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.023>
- Hien, W. N., Yok, T. P., & Yu, C. (2007). Study of thermal performance of extensive rooftop greenery systems in the tropical climate. *Building and Environment*, 42(1), 25–54. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2005.07.030>
- Hilten, R. N., Lawrence, T. M., & Tollner, E. W. (2008). Modeling stormwater runoff from green roofs with HYDRUS-1D. *Journal of Hydrology*, 358(3–4), 288–293. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.06.010>
- Hofmann, M. M., & Renner, S. S. (2018). Bee species recorded between 1992 and 2017 from green roofs in Asia, Europe, and North America, with key characteristics and open research questions. *Apidologie*, 49(3), 307–313. <https://doi.org/10.1007/s13592-017-0555-x>
- Isover. (2018). *Jezírko ve střešní zahradě ISOVER*. <https://www.isovert.cz/aktuality/Jezirko-ve-Stresni>
- Kazmierczak, A., & Carter, J. (2010). Adaptation to climate change using green and blue infrastructure A database of case studies. *University of Manchester*, 182.
- Knapp, S., Schmauck, S., & Zehnsdorf, A. (2019). Biodiversity impact of green roofs and constructed wetlands as progressive eco-technologies in urban areas. *Sustainability (Switzerland)*, 11(20). <https://doi.org/10.3390/su11205846>
- Kratschmer, S., Kriechbaum, M., & Pachinger, B. (2018). Buzzing on top: Linking wild bee diversity, abundance and traits with green roof qualities. *Urban Ecosystems*, 21(3), 429–446. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0726-6>

- Ksiazek-Mikenas, K., Herrmann, J., Menke, S. B., & Köhler, M. (2018). If You Build It, Will They Come? Plant and Arthropod Diversity on Urban Green Roofs Over Time. *Urban Naturalist, Special Issue No. 1: Green Roofs and Urban Biodiversity*, 52–72.
<https://www.eaglehill.us/URNASpecial/pdfs-URNA-sp1/14 U127b Ksiazek-Mikenas 21.pdf>
- Kuronuma, T., Watanabe, H., Ishihara, T., Kou, D., Toudou, K., Ando, M., & Shindo, S. (2018). CO₂ Payoff of extensive green roofs with different vegetation species. *Sustainability (Switzerland)*, 10(7), 1–12. <https://doi.org/10.3390/su10072256>
- Kyrö, K., Brenneisen, S., Kotze, D. J., Szallies, A., Gerner, M., & Lehtvähvirta, S. (2018). Local habitat characteristics have a stronger effect than the surrounding urban landscape on beetle communities on green roofs. *Urban Forestry and Urban Greening*, 29(March 2017), 122–130. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.11.009>
- Li, J. F., Wai, O. W. H., Li, Y. S., Zhan, J. M., Ho, Y. A., Li, J., & Lam, E. (2010). Effect of green roof on ambient CO₂ concentration. *Building and Environment*, 45(12), 2644–2651.
<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2010.05.025>
- Lönnqvist, J., Blecken, G. T., & Viklander, M. (2021). Vegetation cover and plant diversity on cold climate green roofs. *Journal of Urban Ecology*, 7(1), 1–13.
<https://doi.org/10.1093/jue/juaa035>
- Lundholm, J., & Heim, A. (2020). Spatial heterogeneity as a driver of biodiversity on green roofs. *Journal of Living Architecture*, 7(2), 5–18. <https://doi.org/10.46534/jliv.2020.07.02.005>
- MacArthur, Robert H. and Wilson, E. O. (1963). An Equilibrium Theory of Insular Zoogeography. *Evolution - International Journal of Organic Evolution*, 17(4), 373–387.
- MacIvor, J. S., & Lundholm, J. (2011). Insect species composition and diversity on intensive green roofs and adjacent level-ground habitats. *Urban Ecosystems*, 14(2), 225–241.
<https://doi.org/10.1007/s11252-010-0149-0>
- MacIvor, J. S., Margolis, L., Puncher, C. L., & Carver Matthews, B. J. (2013). Decoupling factors affecting plant diversity and cover on extensive green roofs. *Journal of Environmental Management*, 130, 297–305. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.09.014>
- Madre, F., Vergnes, A., Machon, N., & Clergeau, P. (2013). A comparison of 3 types of green roof as habitats for arthropods. *Ecological Engineering*, 57, 109–117.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.029>
- Madre, F., Vergnes, A., Machon, N., & Clergeau, P. (2014). Green roofs as habitats for wild plant species in urban landscapes: First insights from a large-scale sampling. *Landscape and Urban Planning*, 122, 100–107. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.11.012>
- Matthies, S. A., Rüter, S., Schaarschmidt, F., & Prasse, R. (2017). Determinants of species richness within and across taxonomic groups in urban green spaces. *Urban Ecosystems*, 20(4), 897–909. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0642-9>
- Mayrand, F., & Clergeau, P. (2018). Green roofs and greenwalls for biodiversity conservation: A contribution to urban connectivity? *Sustainability (Switzerland)*, 10(4).
<https://doi.org/10.3390/su10040985>
- McDonald, R. I., Kareiva, P., & Forman, R. T. T. (2008). The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 141(6), 1695–1703. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.025>
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127(3), 247–260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>
- Mills, W. P., & Rott, A. (2020). Vertical life: impact of roof height on beetle diversity and abundance on wildflower green roofs. *Journal of Urban Ecology*, 6(1), 1–8.
<https://doi.org/10.1093/jue/juaa017>

- Nagase, A., Kurashina, M., Nomura, M., & MacIvor, J. S. (2018). Patterns in urban butterflies and spontaneous plants across a University campus in Japan. *Pan-Pacific Entomologist*, 94(4), 195–215. <https://doi.org/10.3956/2018-94.4.195>
- Nash, C., Clough, J., Gedge, D., Lindsay, R., Newport, D., Ciupala, M. A., & Connop, S. (2016). Initial insights on the biodiversity potential of biosolar roofs: a London Olympic Park green roof case study. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, 62(1–2), 74–87. <https://doi.org/10.1080/15659801.2015.1045791>
- Oberndorfer, E., Lundholm, J., Bass, B., Coffman, R. R., Doshi, H., Dunnett, N., Gaffin, S., Köhler, M., Liu, K. K. Y., & Rowe, B. (2007). Green roofs as urban ecosystems: Ecological structures, functions, and services. *BioScience*, 57(10), 823–833. <https://doi.org/10.1641/B571005>
- Partridge, D. R., & Clark, J. A. (2018). Urban green roofs provide habitat for migrating and breeding birds and their arthropod prey. *PLoS ONE*, 13(8), 1–23. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0202298>
- Patz, J. A., Campbell-Lendrum, D., Holloway, T., & Foley, J. A. (2005). Impact of regional climate change on human health. *Nature*, 438(7066), 310–317. <https://doi.org/10.1038/nature04188>
- Raji, B., Tenpierik, M. J., & Van Den Dobbelsteen, A. (2015). The impact of greening systems on building energy performance: A literature review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 45, 610–623. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.011>
- Rowe, D. B., & Getter, K. L. (2006). The role of extensive green roofs in sustainable development. *HortScience*, 41(5), 1276–1285.
- Saiz, S., Kennedy, C., Bass, B., & Pressnail, K. (2006). Comparative life cycle assessment of standard and green roofs. *Environmental Science and Technology*, 40(13), 4312–4316. <https://doi.org/10.1021/es0517522>
- Schindler, B. Y., Blaustein, L., Lotan, R., Shalom, H., Kadas, G. J., & Seifan, M. (2018). Green roof and photovoltaic panel integration: Effects on plant and arthropod diversity and electricity production. *Journal of Environmental Management*, 225(August), 288–299. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.017>
- Shafique, M., Luo, X., & Zuo, J. (2020). Photovoltaic-green roofs: A review of benefits, limitations, and trends. *Solar Energy*, 202(February), 485–497. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2020.02.101>
- Silva, C. M., Gomes, M. G., & Silva, M. (2016). Green roofs energy performance in Mediterranean climate. *Energy and Buildings*, 116, 318–325. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2016.01.012>
- Speak, A. F., Rothwell, J. J., Lindley, S. J., & Smith, C. L. (2012). Urban particulate pollution reduction by four species of green roof vegetation in a UK city. *Atmospheric Environment*, 61, 283–293. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.043>
- Storch, D. (2019). Biodiverzita: co to je, jak ji měřit, co ji podmiňuje a k čemu je to všechno dobré. *Živa*, 5, 194–197.
- Swingland, I. R. (2013). Biodiversity, Definition of. *Encyclopedia of Biodiversity: Second Edition*, 1, 399–410. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00009-5>
- Tolderlund, L. (2010). Design Guidelines and Maintenance Manual for Green Roofs in the Semi-Arid and Arid West. *Environment And Behavior*, 59. <http://www.epa.gov/region8/greenroof/pdf/GreenRoofsSemiAridAridWest.pdf>
- Vahdati, N., Tehranifar, A., & Kazemi, F. (2017). Assessing chilling and drought tolerance of different plant genera on extensive green roofs in an arid climate region in Iran. *Journal of Environmental Management*, 192, 215–223. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.027>
- Vergnes, A., Kerbirou, C., & Clergeau, P. (2013). Ecological corridors also operate in an urban matrix: A test case with garden shrews. *Urban Ecosystems*, 16(3), 511–525.

<https://doi.org/10.1007/s11252-013-0289-0>

- Vitousek, P. M., & Howarth, R. W. (1991). Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry*, 13(2), 87–115. <https://doi.org/10.1007/BF00002772>
- Wang, J. W., Poh, C. H., Tan, C. Y. T., Lee, V. N., Jain, A., & Webb, E. L. (2017). Building biodiversity: Drivers of bird and butterfly diversity on tropical urban roof gardens. *Ecosphere*, 8(9). <https://doi.org/10.1002/ecs2.1905>
- Wang, X., Tian, Y., & Zhao, X. (2017). The influence of dual-substrate-layer extensive green roofs on rainwater runoff quantity and quality. *Science of the Total Environment*, 592, 465–476. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.124>
- White, P. S. (1979). Pattern, process, and natural disturbance in vegetation. *The Botanical Review*, 45(3), 230–281. <https://doi.org/10.1007/BF02860857>
- Whittaker, R. H. (1953). A consideration of climax theory: the climax as a population and pattern. *Ecological Monographs*, 23(1), 41–58. <https://doi.org/https://doi.org/10.2307/1943519>
- Williams, N. S. G., Lundholm, J., & Scott Macivor, J. (2014). Do green roofs help urban biodiversity conservation? *Journal of Applied Ecology*, 51(6), 1643–1649. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12333>
- Zedler, J. B., & Kercher, S. (2005). Wetland resources: Status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annual Review of Environment and Resources*, 30, 39–74. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144248>
- ZinCo. *Biodiversity Green Roofs – Providing Substitute Habitats for Flora and Fauna*. <https://zinco-greenroof.com/systems/biodiversity-green-roof>